第 37 卷第 24 期　　生　态　学　报　　Vol.37,No.24
2017 年 12 月　　ACTA ECOLOGICA SINICA　　Dec.,2017

DOI: 10.5846/stxb201611022234
王金亮,谢德体,倪九派,邵景安.基于源汇景观单元的流域土壤侵蚀风险格局识别.生态学报,2017,37(24):8216-8226.
Wang J L, Xie D T, Ni J P, Shao J A.Identification of soil erosion risk patterns in a watershed based on source-sink landscape units.Acta Ecologica Sinica, 2017,37(24):8216-8226.

基于源汇景观单元的流域土壤侵蚀风险格局识别

王金亮[1],谢德体[1,*],倪九派[1],邵景安[2]
1 西南大学资源环境学院,重庆　400715
2 重庆师范大学地理与旅游学院,重庆　401331

摘要:人类活动影响下的土地利用及其景观格局会在一定程度上影响流域土壤侵蚀的发生发展。选取位于三峡库区的綦江流域作为研究区,利用 2015 年航空影像数据、数字高程模型和土壤数据库,进行水文响应单元的划分,以此作为研究区的源汇景观单元。综合景观类型、土壤和坡度对土壤侵蚀影响的贡献,构建源汇景观单元权重,在此基础上,对景观空间负荷对比指数进行修正并进行土壤侵蚀风险格局识别,最后利用修正的通用土壤侵蚀方程进行土壤侵蚀的模拟,以此验证风险格局的合理性,并综合分析了源汇景观空间特征:源汇景观单元组成结构、权重和土壤侵蚀风险。结果表明:(1)源汇景观单元权重大的地区主要分布在中低山区向低丘缓坡区过渡的地带,坡度较大、土壤可蚀性较高,以及水田、旱地和居民点的源汇景观单元也较为集中分布。(2)各子流域的景观空间负荷对比指数与平均土壤侵蚀模数具有显著正相关关系,因此基于源汇景观单元并赋予其权重的景观空间负荷对比指数能较好地反映流域内部土壤侵蚀规律,可作为流域土壤侵蚀风险评价的有效方法之一。(3)依据各子流域的景观空间负荷对比指数特征可将库区綦江流域划分为五大土壤侵蚀景观风险区:北部沿江地区各子流域耕地分布较为集中且相对水流路径较短,以及林草地较少,土壤侵蚀风险大;中部丘陵地区源景观单元分布较为分散,景观空间分布不均衡,存在一定的土壤侵蚀风险;南部中低山区以林地汇景观分布为主,源景观分布相对较小,土壤侵蚀风险较低。

关键词:源汇景观单元;水文响应单元;土壤侵蚀;景观空间负荷对比指数;三峡库区

Identification of soil erosion risk patterns in a watershed based on source-sink landscape units

WANG Jinliang[1], XIE Deti[1,*], NI Jiupai[1], SHAO Jing'an[2]
1 *School of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing* 400715, *China*
2 *School of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing* 401331, *China*

Abstract: The coupling relationships between landscape patterns and ecological processes have long been in landscape ecology. Land use and landscape patterns under the impact of anthropogenic activity affect the occurrence and development of soil erosion in watersheds. In the present investigation, the Qijiang watershed, located in Jiangjin District of the Three Gorge Reservoir Region (TGRR), was selected as study area, and hydrological response units were divided as "source-sink" landscape units by using aerial image data for 2015, DEM data, and a soil dataset. The soil erosion weight of the "source-sink" landscape units was assigned by combining with landscape type weight, soil erodibility weight, and slope weight, and the location-weighted landscape index (LWLI) related to relative flow path was calculated to identify soil erosion risk patterns. Finally, the soil erosion modulus of the watershed was simulated using the revised universal soil loss equation (RUSLE) to verify the rationality of the soil erosion risk patterns. The results showed that paddy field and dry land in the source landscape and woodland in the sink landscape were dominant landscape in the spatial structure of the "source-

基金项目:国家自然科学基金项目(41671291)
收稿日期:2016-11-02;　　**网络出版日期**:2017-08-15
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: xdt@ swu.edu.cn

sink" landscape units. Next is residential area in the source landscape and grassland in the sink landscape, and distinct areas characteristics were identified in the Qijiang watershed. Regions with higher soil erosion weight of landscape units were mainly located in the transition zones from the low mountains area to the hilly slope area, where slope and soil erodibility were higher. Source landscape units of paddy field, dry land, and residential area were also concentrated. The soil erosion modulus was positively correlated with the LWLI, which indicated that the LWLI could correctly reflect the effect of source and sink landscapes on soil erosion, and could be used as a valid tool to evaluate the potential risk of soil erosion. Five landscape risk zones for soil erosion were divided according to the characteristics of the LWLI. In the northern region along rivers, there was more cultivated land than woodland and grassland, with a shorter relative flow path, the result of which was a greater soil erosion risk. In the central hilly region, the distribution of source landscape units was more decentralized and unbalanced, which indicated that there was a certain soil erosion risk in sub-watersheds. In the southern low mountain region, woodland was the dominant landscape, the amount of source landscape was relatively less, and the soil erosion risk was lower.

Key Words: source-sink landscape; hydrological response unit; soil erosion; location-weighted landscape index; the Three Gorge Reservoir Region

土壤侵蚀的产生是由自然过程引发,并在人类活动尤其是土地利用活动影响下得以强化的过程[1-4]。许多研究证明,土地利用景观与土壤侵蚀存在一定的耦合关系,Haycock 和 Muscutt 认为缓冲带能对泥沙入河产生减缓作用的好坏,取决于景观类型和合理的设计[5];Uuemaa 等认为景观指数决定于像元大小、地形尺度和土地利用分类,使得不可能将土地利用格局对土壤侵蚀的影响从基于 FRAGSTATS 的景观指数影响中识别出来,表明了单纯的景观格局指数分析不能够很好地指示出景观格局与土壤侵蚀过程的耦合关系[6];陈利顶等人[7-10]依据生态功能的角度、针对土壤侵蚀过程将景观类型划分为源景观和汇景观类型,建立了源汇景观指数,以此试图将景观格局与生态过程研究有机联系在一起。源汇景观的提出在一定程度上能够较好地将具有面状特性的景观格局与点状监测数据有机地结合在一起,使定量研究流域景观格局与生态过程的关系成为可能[11],因此在水体污染[12-15]、土壤侵蚀[9, 16-17]等方面得到了一定程度的应用。

依据源汇景观理论,在土壤侵蚀形成过程中,流域中一些景观类型起到了源的作用,能够促进土壤侵蚀发生,土壤侵蚀风险大;一些景观类型起到了汇的作用,能够抑制土壤侵蚀发生,土壤侵蚀风险小,即不同景观类型的土壤侵蚀"源—汇"风险属性不同[7-8]。在影响土壤侵蚀的风险研究中,是以土地利用的镶嵌单元作为景观单元,其中的源景观有耕地和居住地等,汇景观包括林地、灌丛、草地和水域等,并仅单凭主客观经验或者土壤侵蚀方程中的土壤可蚀性因子等来赋予某种土地利用景观类型的土壤侵蚀权重[18-20]。而实际上,对于景观单元来说,在土壤侵蚀的产生及泥沙入河过程中,除了土地利用的空间异质性外,还有地形和土壤也存在空间异质性,也会影响到景观单元的土壤侵蚀风险空间差异[21]。因此,源汇景观单元的划分以及相应的土壤侵蚀权重设置并不能只考虑土地利用类型的空间分布,同时也要考虑地块所处的地形,以及土壤类型的空间差异。水文响应单元则是具有相同的地形分布、植被类型、土壤条件的陆面表面综合体[22-23],因此基于水文响应单元的源汇景观单元是综合了地形、土壤、土地利用方式等要素空间异质性的地理单元。本文也因此考虑试图利用水文响应单元作为研究区的源汇景观单元,进行三峡库区流域的土壤侵蚀源—汇风险识别研究。

综上,本文利用覆盖三峡库区綦江流域的江津区航空影像,在判别源汇景观类型的基础上对流域源汇景观类型进行解译,构建 2015 年流域的源汇景观格局图。在此基础上,利用 DEM 和土壤数据进行基于水文响应单元的源汇景观单元划分,然后利用水文响应单元的三个属性——景观类型、土壤可蚀性和坡度进行综合评价源汇景观单元权重,并构建修正后的景观空间负荷对比指数,以此进行流域土壤侵蚀风险格局的识别,最后利用修正的通用土壤侵蚀方程模拟土壤侵蚀模数,以此验证结果的合理性,从而对比分析影响三峡库区流域土壤侵蚀风险格局,为库区流域土壤侵蚀的防控与规划管理提供可参考的科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区为重庆市江津区的綦江流域,位于三峡库区的库尾,即三峡库区綦江流域,见图 1。流域内的主要河流为綦江、笋溪河、飞龙河和复兴河,其中綦江为长江的一级支流,笋溪河为綦江的一级支流。依据《重庆市江津区土地利用总体规划(2006—2020 年)》的土地利用地域发展区划分和江津区地貌特征,可将研究区划分为北部沿江区(子流域 1—5)、中部丘陵区(子流域 6—21)和南部中低山区(子流域 22—25)。流域属于中亚热带季风气候区,多年平均气温 18.7℃,多年平均降水量 1040.1mm,降雨多集中在 5 月—9 月,占年降水量的 68.9%。植被以亚热带常绿阔叶林为主,其次为落叶阔叶林和暖性针叶林。地貌类型以山地丘陵为主,由北向南依次为北部的平坝和低丘地形、中部的低丘和深丘地形,以及南部的多中低山而少平地。流域所处的江津区土地利用所存在的问题主要为人均土地资源少、土地生产率低、农用地后备资源少、开发难度大、以及土壤侵蚀面积大。

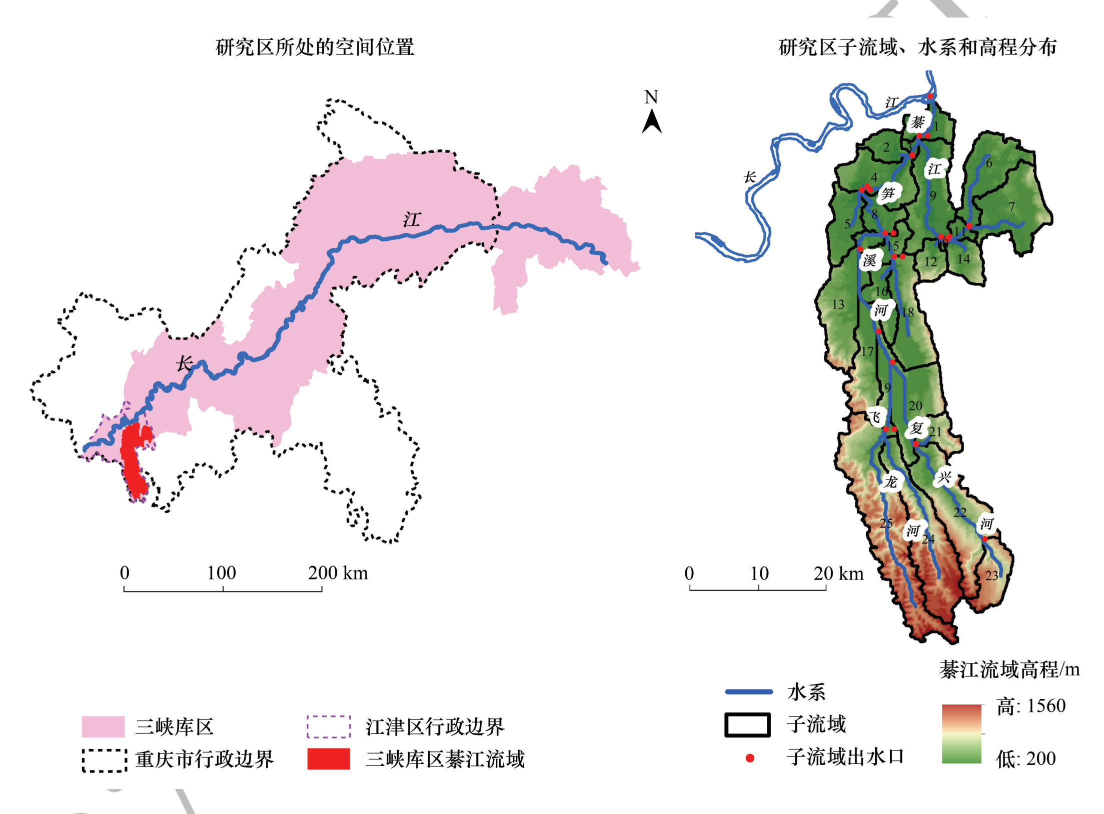


图 1 三峡库区綦江流域的高程分布及其地理位置

Fig.1 Digital elevation and geographical position of Qijiang watershed in the Three Gorges Reservoir Region

2.2 数据来源

本文所获取的数据主要涉及:①遥感影像数据:覆盖研究区的 2015 年航空影像来源于重庆市江津区国土资源与房屋管理局的 2.5m 分辨率数字正射影像图,数据格式为 GeoTIFF,影像色彩为黑白,影像采样间隔为 1m。②高程数据:来源于中国西部数据中心的 30m 分辨率 DEM,数据下载后通过去除背景值和空间裁剪,得到研究区范围的 DEM(单位为 m),并利用 ArcGIS 空间分析功能提取出研究区的坡度(单位为°)。③土壤数据:土壤类型分布图来源于中国科学院南京土壤研究所的 1:100 万中国土壤数据库,并从中提取出研究区的土壤类型分布,以及土壤粒径数据来源于重庆的第 2 次土壤普查成果资料。④水系数据:来源于地球系统科学数据共享网西南山地分中心的长江上游 1:25 万水系分布数据库,从中提取出研究区的水系分布。⑤气象数据:来源于中国气象数据网(http://data.cma.gov.cn/)的中国地面累年值日值数据集(1981—2010 年),以

及来源于重庆市气象局的地方气象站点数据。⑥增强型植被指数(enhanced vegetation index,EVI),来源于中国科学院计算机网络信息中心国际科学数据镜像网站(http://www.gscloud.cn)的 MODEV1D,为中国 250MEVI 月合成产品(TERRA 星),空间分辨率 250m,时间为 2015 年的 12 个月。应用 ArcGIS 对各基础图件几何配准和数据重采样,并将各类数据统一为 Albers 投影,空间分辨率重采样为 30m。

2.3　数据处理

2.3.1　源汇景观类型划分与解译

依据源汇景观理论,源景观是促进土壤侵蚀过程发生的类型,汇景观是抑制土壤侵蚀过程发生的类型,不同景观类型对水、沙输移过程的影响差异大。在判别源汇景观类型归属上,主要是依据已有研究的划分和不同景观类型在土壤侵蚀过程中的作用[12, 20, 24]。一般认为水田、旱地和居民点在降雨过程中会产生大量的地表径流,土壤侵蚀严重,在土壤侵蚀过程中起到"源"作用,因此作为源景观类型;而林地和草地由于植被覆盖度较高,其固土能力强,可以防止土壤流失,在一定程度上具有坡面截留作用,减少地表径流,在土壤侵蚀过程中起到了"汇"的作用,因此作为汇景观类型。

针对这 5 类源汇景观类型,对 2015 年研究区的源汇景观格局的提取主要过程如下:首先,对遥感影像进行几何校正、图像镶嵌与裁剪;其次,每景选取 3—5 条线路进行实地踏勘和农户访谈,通过将影像与实地情况相对照,获得各景观类型与其在影像图上的影像特征,包括影像色调、光泽、质感、几何形状、地形地貌及地名等因素,以此建立源汇景观分类的解译标志,并开展人机交互解译与小斑区划;最后以室内解译或区划的小班为底图,开展以小斑为单元的实地核查和验证,对 2015 年解译出的源汇景观格局图予以修正。

2.3.2　源汇景观单元划分

考虑到现有景观格局分析所利用的土地利用数据为景观斑块镶嵌单元,而单一的土地利用单元并不能够很好地反映景观格局与土壤侵蚀过程之间的耦合关系,而 SWAT 软件中的水文响应单元(Hydrologic Response Unit,HRU)则是综合了土地利用、土壤和坡度的地理单元,是下垫面特征相对单一和均匀的区域, 且具有相似的水文特性。因此本文将水文响应单元引入到影响土壤侵蚀的源汇风险识别分析中,作为源汇景观单元而进行划分。流域源汇景观单元划分过程如下。

1)SWAT 数据库创建。SWAT 模型附带了已有的土地利用和土壤数据库,因此需要将本文的源汇景观类型与土壤类型同 SWAT 模型的类型进行相匹配。土壤数据库中各个属性设置均按照 SWAT2012 用户手册进行,其中土壤可蚀性计算公式参考 Williams 等在侵蚀—生产力影响计算器(Erosion Productivity Impact Calculator,EPIC)模型中发展的土壤可蚀性因子 K 值估算方法[25]。

2)子流域和流域出水口的划分。在建立 SWAT 工程的基础上,利用 SWAT 2012 软件中的 Watershed Delineation 模块并加载研究区所在的江津区 DEM 数据,选取綦江进入长江干流的流域出水口作为研究区綦江流域的最终出水口,进行綦江流域的子流域划分,其中流域汇水面积阈值的确定主要与实际水系的匹配进行调整。最终本文所划分的子流域及其出水口均为 25 个,见图 1。

3)源汇景观单元的划分。将源汇景观类型、土壤类型栅格图和坡度进行重分类和空间叠加,创建 HRU 矢量图,以此作为綦江流域的源汇景观单元,并按源汇景观类型和子流域统计单元个数和面积分布。

2.4　景观空间负荷对比指数的修正

2.4.1　景观空间负荷对比指数

景观空间负荷对比指数(location-weighted landscape index, LWLI)的建立是考虑各类景观对区域生态过程影响的基础上,从景观单元相对于流域出口的相对距离、相对高度和坡度等方面,提出衡量景观空间分布格局的综合方法。该指数利用了洛仑兹曲线公式建立了景观空间负荷对比指数,按照相对距离、相对高程和坡度统计"源""汇"景观的面积,以相对距离、相对高度和坡度为横坐标,景观累积面积为纵坐标绘制曲线,最后,运用公式(1)计算景观空间负荷对比指数:

$$\mathrm{LWLI} = \log \frac{\sum_{i=1}^{M} (P_i \cdot W_i \cdot \int_{x=0}^{D} A_i \cdot \mathrm{d}x)}{\sum_{i=1}^{M} (P_i \cdot W_i \cdot \int_{x=0}^{D} A_i \cdot \mathrm{d}x) + \sum_{j=1}^{N} (P_j \cdot W_i \cdot \int_{x=0}^{D} A_j \cdot \mathrm{d}x)} \tag{1}$$

式中,LWLI 是景观空间负荷对比指数,A_i和 A_j分别指"源"景观 i 和"汇"景观 j 在流域内的累计面积比例,W_i和 W_j指"源"景观和"汇"景观的权重,P_i 和 P_j指的是"源"景观和"汇"景观在流域内的面积比例,M 和 N 为"源"景观和"汇"景观的类型数目。x 表示不同景观空间要素的空间分布值,D 表示景观单元至流域出口的最大相对距离、相对高度或坡度。

2.4.2 修正后的景观空间负荷对比指数

一方面,LWLI 所考虑的"源""汇"景观仅仅是单一的土地利用单元,而没有考虑地形的约束影响,尤其是坡度的影响,以及土壤类型的影响,因此其"源""汇"景观的权重也只考虑景观类型对土壤侵蚀的贡献。为此本研究考虑引用水文响应单元作为"源""汇"景观单元,则其"源""汇"景观的权重也必然要考虑坡度和土壤对土壤侵蚀的贡献。另一方面,在描述"源""汇"景观单元在空间上的分布特征及其与特定生态过程的关系上,LWLI 的建立是从 3 个方面进行刻画的,即景观单元相对于流域出口的"相对距离"、"相对高度"和"坡度",尽管其体现了景观单元在地理空间上的特征差异,但没有体现出土壤侵蚀过程所存在的水文意义,因为土壤侵蚀过程中的水和泥沙是随水流路径进行迁移,水流路径相比于相对距离、相对高程和坡度在水文过程更具有意义[26]。

(1)指数建立

综上两方面的考虑,本文在已有的景观空间负荷对比指数 LWLI 的基础上,利用洛仑兹曲线公式,按照相对子流域出水口的水流路径对"源""汇"景观单元面积及其土壤侵蚀权重分别进行累计与积分,运用公式(2)计算修正后的景观空间负荷对比指数(MLWLI):

$$\mathrm{MLWLI} = \log \frac{\sum_{I=1}^{M} (P_I \cdot \int_{x=0}^{D} A_{Ii} \cdot \mathrm{d}x \cdot \int_{x=0}^{D} W_{Ii} \cdot \mathrm{d}x)}{\sum_{I=1}^{M} (P_I \cdot \int_{x=0}^{D} A_{Ii} \cdot \mathrm{d}x \cdot \int_{x=0}^{D} W_{Ii} \cdot \mathrm{d}x) + \sum_{J=1}^{N} (P_J \cdot \int_{x=0}^{D} A_{Jj} \cdot \mathrm{d}x \cdot \int_{x=0}^{D} W_{Jj} \cdot \mathrm{d}x)} \tag{2}$$

式中,MLWLI 表示以相对子流域出口水流路径 D 为横坐标 x 建立的修正景观空间负荷对比指数,M、N 同公式(1),A_{Ii}、A_{Jj}分别为第 I 类"源"景观的第 i 个单元面积和第 J 类"汇"景观的第 j 个单元面积,P_I、P_J分别为第 I 类"源"景观和第 J 类"汇"景观的面积占"源""汇"景观总面积比例,W_{Ii}和 W_{Jj}分别表示第 I 类、第 i 个"源"景观单元和第 J 类、第 j 个"汇"景观单元权重。式中的积分是利用 MATLAB 编程语言进行计算,相对水流路径长度是利用 ArcGIS 水文分析工具进行。

MLWLI 的土壤侵蚀过程意义在于,MLWLI 越大,表示流域的土壤侵蚀风险越大,反之越小。如果"源""汇"景观在流域尺度上处于均匀分布状态,则这种格局对土壤侵蚀的贡献在流域尺度上相平衡,MLWLI 值为 0;当 MLWLI 的值大于 0 时,表明流域内"源"景观对流域出水口的土壤侵蚀贡献要大于"汇"景观,流域的土壤侵蚀风险大;当 MLWLI 的值小于 0 时,表明"汇"景观对流域出水口的贡献要大于"源"景观,流域的土壤侵蚀风险小。

(2)景观单元权重设置

依据水文响应单元的组成要素,"源""汇"景观单元对土壤侵蚀的权重设置包括景观类型的权重、土壤权重和坡度权重,并由这三类要素的权重进行综合叠加得到景观单元权重,具体设置如下:

①对于"源""汇"景观权重的赋值,即确定"源""汇"景观类型对土壤侵蚀的贡献大小。由于 RUSLE 模型里的 C 值能反映植被覆盖和管理变量对土壤侵蚀的综合作用[13],因此在很多前期文献中都有用 C 值来替代土壤水蚀贡献的先例。为此,本研究根据前期相关研究[27-28],借鉴土壤侵蚀通用方程中的 C 值,对不同景

观类型的土壤水蚀贡献给予权重赋值:水田 0.6、旱地 0.8、居民点 1.0、林地 0.2 和草地 0.4。

②土壤影响的定量化是通过土壤可蚀性因子 K 来计算,K 值越大,抗水蚀能力越小,土壤侵蚀能力越强;反之,K 值越小,抗水蚀能力越大,侵蚀能力越弱。由此通过公式(3)计算土壤类型对"源""汇"景观单元的土壤侵蚀贡献权重。

$$E_i = K_i / \bar{K} \tag{3}$$

式中,E_i和 K_i分别表示第 i 个水文响应单元的土壤权重和土壤可蚀性因子;$\bar{K}$ 为子流域的土壤可蚀性因子平均值。

③坡度对土壤侵蚀的影响,考虑 1984 年中国农业区划委员会颁发的《土地利用现状调查技术规程》对耕地坡度的分级,>25°为《水土保持法》规定的开荒限制坡度,为此本文描述坡度对源汇景观单元的土壤侵蚀贡献影响见公式(4)。

$$S_i = 1/\left|\tan(25 - \alpha_i)\right| \tag{4}$$

式中,E_i和 a_i分别为水文响应单元 i 的坡度权重和平均坡度。

④对上述景观类型权重、土壤权重和坡度权重进行空间叠加,综合得到本文的"源""汇"景观单元权重 W,即"源""汇"景观单元对土壤侵蚀的贡献影响,见公式(5)。

$$W_i = C_i \cdot E_i \cdot S_i \tag{5}$$

式中,W_i是第 i 个"源""汇"景观单元权重。

2.5　修正的通用土壤侵蚀方程

利用修正的通用土壤侵蚀方程估算研究区的土壤侵蚀量,目的在于通过对各个子流域土壤侵蚀量与景观空间负荷对比指数进行相关分析,以此检验流域土壤侵蚀风险识别结果的合理性。具体计算公式如下:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \tag{6}$$

式中,A 为土壤侵蚀模数(t hm^{-2} a^{-1});R 为降雨侵蚀力指标(MJ mm hm^{-2} h^{-1} a^{-1}),利用本文的气象数据和采用章文波等人建立的半月侵蚀力简易算法模型进行计算;K 为土壤可蚀性指标(t h MJ^{-1} mm^{-1}),通过结合吴昌广等在三峡库区的研究结果与研究区的土壤类型数据来获取土壤可蚀因子 K 的分布;LS 为坡长坡度因子,利用 DEM 数据并采用 Van Remotel 等的坡长坡度因子算法进行计算;C 为地表植被覆盖因子,计算方法为 Lin 提出的 C 值估算方法,所需数据为数据源中的 EVI 数据;P 为土壤保持措施因子,其中水田和旱地源景观的 P 值是采用 Wener 经验公式来估算,而林地和草地等无水土保持措施的汇景观类型 P 因子赋值为 1,居民点源景观 P 因子赋值为 0。其中的 LS、C、P 分别为无量纲因子。

上述各参数的具体计算方法与过程均得到吴昌广等人关于三峡库区土壤侵蚀空间分布特征的研究验证[29],以此最终得到空间上连续的研究区土壤侵蚀量栅格图,并统计出各个子流域的平均土壤侵蚀模数。最后利用 SPSS 统计软件进行各子流域的平均土壤侵蚀模数与修正前后的"源""汇"景观指数进行相关分析。

3　结果分析

3.1　源汇景观单元的空间特征

图 2 可知,各子流域的水田源景观单元占流域面积比例均分布在 15%—30%,除了南部的子流域 24 和 25 分别为 9.34%和 6.74%、子流域 14 为最高 33.35%;旱地源景观单元占流域面积比例的分布趋势表现为,北部沿江区的子流域 1、2、3、4 和南部中低山区的子流域 23、24、25 分布较低(<20%),中间的子流域分布较高(20%—36%),可见库区綦江流域的水田与旱地源景观在整体数量分布上较为一致,图 2 也可以看出,两者的空间分布整体趋势较为一致,较为均匀分布于北部沿江区和中部丘陵区的各子流域、以及南部中低山区的子流域 22 和 23。

图 2 可知,居民点源景观单元占流域面积比例的统计结果表现出在整体上由北到南分布降低的趋势,最高比例分布在北部沿江区的子流域 5 中(12.89%),南部中低山区的子流域 25 为最小(2.07%),存在明显的

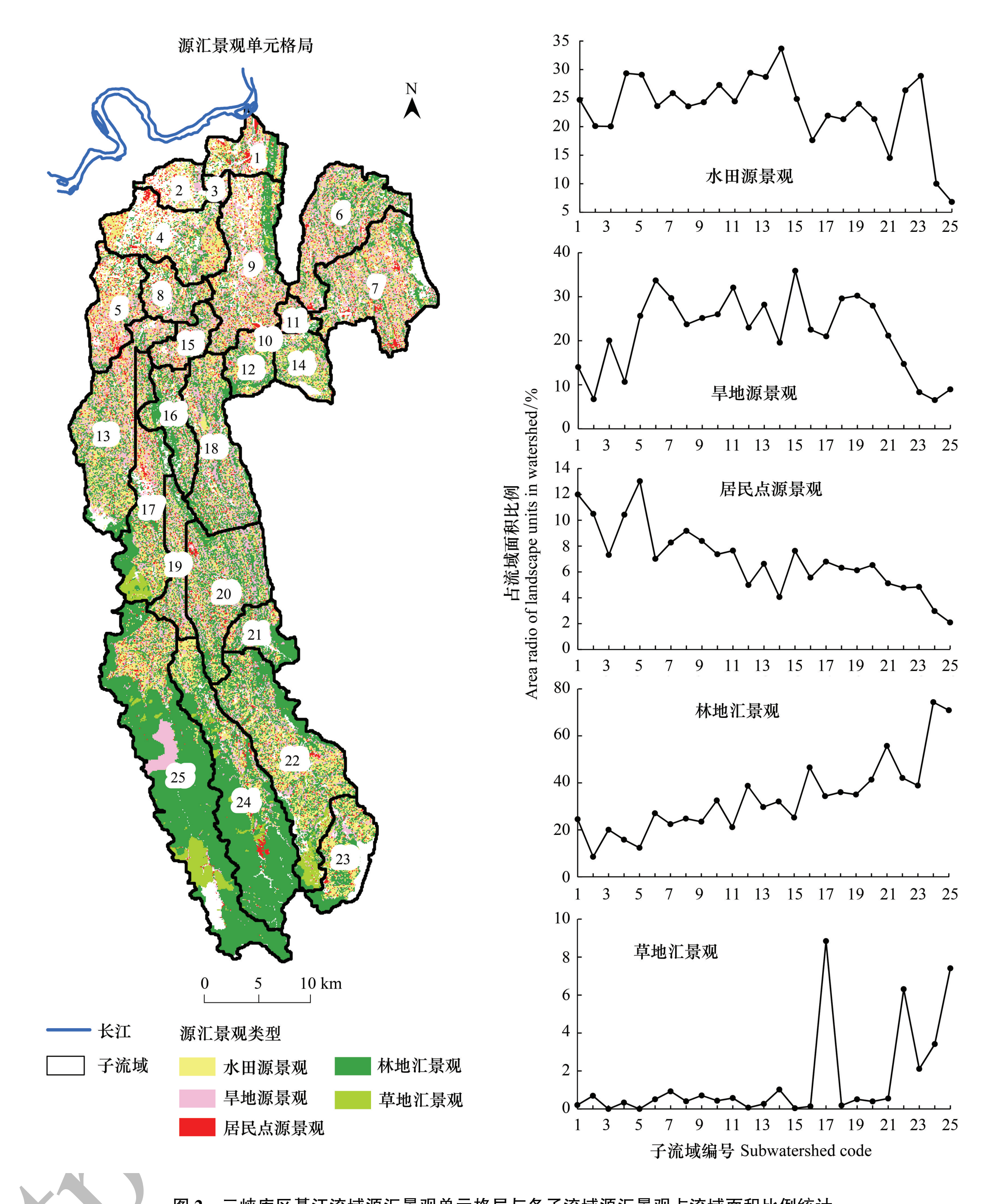


图 2 三峡库区綦江流域源汇景观单元格局与各子流域源汇景观占流域面积比例统计

Fig.2 Source-Sink landscape unit pattern and area ratio of Source-Sink landscape account for basin

地域分区特征,图 2 也可看出,居民点源景观单元的分布表现出由北到南的逐渐分散的趋势,且多以点状分散的农村居民点为主,城镇居民点则集中分布在乡镇行政中心所处的空间地域。

图 2 可知,林地汇景观单元占流域面积比例的统计结果显示出由北到南分布增大的趋势,由子流域 2 的最小比例(8.44%)变化到子流域 24 的最大比例(73.62%),其中占流域面积比例超过 50%的还有子流域 21(55.19%)和 25(70.21%)。南部中低山区的林地覆盖率在整个流域中分布较高,空间分布也较为集中,单个景观单元面积较大,主要是由于这些子流域所分布的地区为风景区,如四面山风景名胜区和清溪沟景区,林地能够得到较好地保护。相比于林地汇景观,草地汇景观单元的分布在数量和空间上急剧缩小,占流域面积比例超过 5%的仅有子流域 17、22 和 25,分别为 8.76%、6.25%和 7.34%,最小比例的分布在子流域 15(0.04%),

其空间分布图也可看出草地汇景观单元的空间分布显著差别于其景观类型,在整个流域景观格局中不占据空间优势地位,对流域土壤侵蚀的"汇"贡献势必较弱。

3.2 源汇景观单元权重空间特征

景观类型权重(图 3)反映的是源汇景观类型对土壤侵蚀的贡献,每种景观类型的所有景观单元均为同一权重,其中林地汇景观类型的权重最小(0.2),居民点源景观的权重最大(1.0),也因此其空间分布格局同源汇景观单元的一致,因此如果单纯地以景观类型进行权重赋值,而不考虑源汇景观单元中的其他因素作用,则必然体现不出源汇景观内部的土壤侵蚀风险空间差异。

土壤权重(图 3)反映了土壤可蚀性对土壤侵蚀的贡献,整个流域的值域为[0, 1.08],相对来说,林地和草地覆盖的单元土壤侵蚀权重较低,如南部中低山区的林草地覆盖区;而子流域出水口附近的地区其土壤侵蚀权重较高,主要在于这些地区分布着水田和旱地,水流集中容易侵蚀,如子流域 24 和 25 的出水口附近。

坡度权重(图 3)体现了坡度在土壤侵蚀的贡献,整个流域的值域为[1, 4.86],对于北部沿江地区和中部丘陵区的平坝、槽谷等地方,坡度较低致使土壤侵蚀物迁移的势能较弱,相反南部中低山区的坡度权重则偏高。

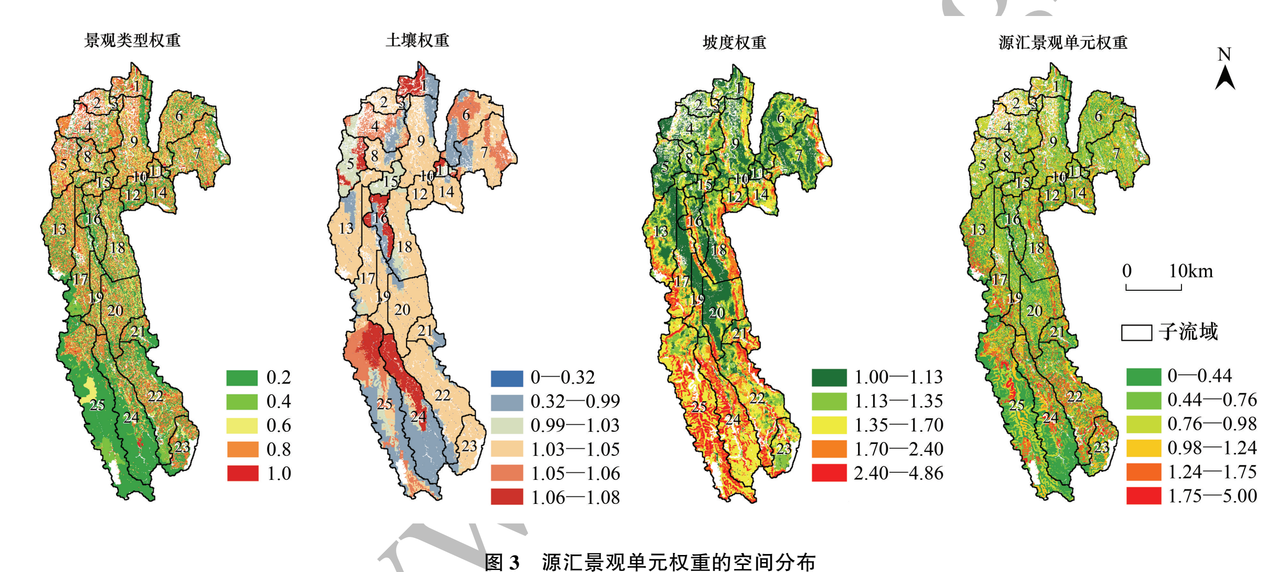


图 3　源汇景观单元权重的空间分布

Fig.3　Spatial distribution of Source-Sink landscape unit weight

流域土壤侵蚀权重空间分布(图 3)是综合了上述 3 类权重的结果,可以看出,土壤侵蚀权重分布较高(1.24—5.00)的地区主要为中部丘陵区的子流域 13、17 和 19 上游,子流域 18 和 20 东部,以及南部中低山区的子流域 22 和 23 中上游、子流域 24 和 25 中下游,这些地区主要为中低山区向低丘缓坡区过渡的地带,坡度较大、土壤可蚀性较高,同时,水田、旱地和居民点的源汇景观单元也较集中分布,土壤侵蚀权重往往相对较高。

3.3 源汇景观单元的土壤侵蚀风险

3.3.1 景观空间负荷对比指数与土壤侵蚀的相关性

图 4 为修正前后的景观空间负荷对比指数与平均土壤侵蚀模数的响应关系,可以看出,修正后的景观空间负荷对比指数与平均土壤侵蚀模数具有显著的正相关关系($R^2=0.92$, $P<0.05$),而修正前的景观空间负荷对比指数与与平均土壤侵蚀模数的相关显著性不高($R^2=0.66$, $P<0.05$)。由此可见,以水文响应单元所建立的源汇景观单元并对其组成要素进行权重设置,能更好地指示流域内的土壤侵蚀,且源汇景观格局对流域土壤侵蚀具有显著的响应关系,景观空间分布格局对流域土壤侵蚀具有重要的影响。

3.3.2 基于源汇景观单元的流域土壤侵蚀风险

由于受自然环境的限制及人类活动的干扰,库区綦江流域的各个子流域景观空间负荷对比指数差异很

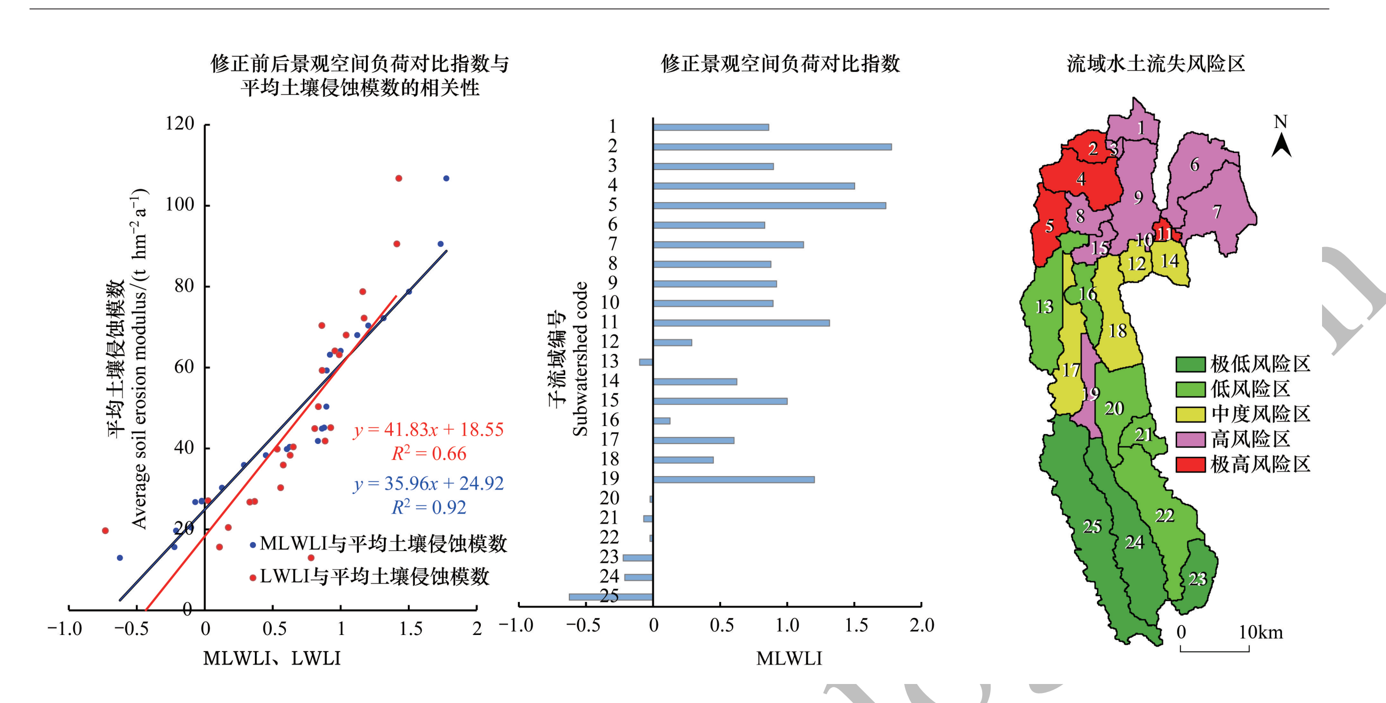


图 4 景观空间负荷对比指数统计及其与平均土壤侵蚀模数的相关性、土壤侵蚀风险区

Fig.4 Source-Sink landscape index statistics and their correlation with soil erosion modulus, soil erosion risk zones

大。图 4 可知,库区綦江流域的各子流域景观空间负荷对比指数值小于 0 的有中部丘陵区的子流域 13 和南部中低山区的子流域 20—25,最小的是子流域 25(−0.62);其余地区的子流域均大于 0,最大的是子流域 2(1.78)。由此流域景观空间负荷对比指数可以通过自然断点分级法明显划分为 5 类土壤侵蚀风险区,之所以考虑自然断点分级法,是因为该方法利用统计学的 Jenk 最优化法得出分界点,以使各级的内部方差之和最小[30]。最终结果见图 4。

第 1 类为北部沿江区的子流域 2、4、5 和中部丘陵区的子流域 11,景观空间负荷对比指数大于 1.3,为极高风险区;第 2 类为北部沿江区的子流域 1 和 3、中部丘陵区的 6—10、15 和 19,景观空间负荷对比指数在 0.8—1.3 之间,为高度风险区;此两类风险区水田、旱地和居民点源景观分布集中,而林草地汇景观分布较少,又接近河流等水和泥沙的受纳体,水流路径相对较短,源景观所产生的土壤侵蚀物随水流容易迁入水体而造成土壤侵蚀,因此土壤侵蚀风险高。另外子流域 19 因处于子流域 25 的下游,而子流域 25 的流域出水口附近多为源景观类型,所产生的土壤侵蚀物势必直接进入子流域 19 而造成该子流域的土壤侵蚀风险远高于中部丘陵区其他子流域。

第 3 类为中部丘陵区的子流域 12、14、17 和 18,景观空间负荷对比指数在 0.2—0.8 之间,为中度风险区;这 4 个子流域在地貌上由丘陵过渡到槽谷,植被覆盖度相对不高,且水田、旱地和居民点源景观多分布较散,源汇景观在流域内分布不均衡,导致这些子流域存在一定程度的土壤侵蚀风险。

第 4 类为中部丘陵区的子流域 13 和 16、南部中低山区的子流域 20—22,景观空间负荷对比指数在 −0.1—0,为低风险区;第 5 类为南部中低山区的子流域 23—25,景观空间负荷对比指数在−0.7—−0.2 之间,为极低风险区。尽管这些流域位于山区地带,坡度较大,但其最大的特征在于林地汇景观单元分布集中,为地表植被覆盖很好的林灌地和高覆盖度草地等,而人类活动下的水田、旱地和居民点分布在流域的中下游坡度较小的地带,子流域内“汇”的作用大于“源”的作用,因此土壤侵蚀风险较低。

4 讨论

源汇景观单元的组成结构具有明显的空间区域特征,水田和旱地源景观在整个流域的分布较为均匀,但由于研究区为丘陵兼低山地貌,平坝地形很少,地形的复杂多样化使得土地被分割为多个零散的单元,尤其是

城镇化的推进,必定会使原有斑块被割碎,因此再叠加上土壤和坡度的空间差异,致使划分后的耕地源景观单元空间分布相较于林地汇景观较为破碎,这与相关研究[31]较为一致。

在景观空间负荷对比指数的计算中,对于源汇景观的土壤侵蚀权重设置,多数研究以主观经验判断或借鉴土壤侵蚀通用方程中的作物覆盖与管理因子来赋值,且没有充分地考虑景观类型所处的空间环境特征[10,17,20]。而由于本研究的源汇景观单元是以水文响应单元为基本单元的,因此在土壤侵蚀权重设置上必须要考虑除了土地利用的影响,还有土壤可蚀性和坡度对土壤侵蚀的贡献,以此才能体现出水文响应单元在源汇景观格局分析中的更好应用,以此能够更好地指示反映土壤侵蚀等生态过程。

本文利用修正的通用土壤侵蚀方程进行土壤侵蚀的模拟,以此验证本文基于源汇景观单元的景观空间负荷对比指数在指示土壤侵蚀上的效应,结果显示景观空间负荷对比指数与平均土壤侵蚀模数具有显著的正向相关关系,这与李海防等人的研究结果[20]相似,表明了本文结果的可行性。所不同的是,由于本文的所选择的三峡库区綦江流域缺少水文站点的长期监测,为无资料流域,因此无法利用 SWAT 模型进行径流量、径流系数、泥沙负荷等水文参数的模拟,只能用经验模型模拟土壤侵蚀。

本研究 SWAT 软件的应用仅在于进行水文响应单元的划分,以此作为源汇景观单元,因此也是拓宽源汇景观指数在 SWAT 软件中应用的一个案例,也因此,HRU 的划分决定着景观空间负荷对比指数结果。已有研究表明[32],HRU 属性特征很明确(面积、坡度、土地利用、土壤类型等),但空间位置一般不能确定。现有 HRU 划分方法没有空间定位,忽视了子流域内径流和污染运移路线,没有考虑子流域内部的相互影响[33],尽管本研究考虑的相对水流路径,但 HRU 缺乏空间概念是 SWAT 模型的关键弱点[34],因此需要对 HRU 的空间离散化做进一步的研究,划分出空间位置明确、分布连续、属性合理的 HRU,以此作为源汇景观单元,并通过基于水流路径的源汇景观指数分析来更好地景观格局与土壤侵蚀过程的耦合关系。

5　结论

本文依据水文响应单元,综合了土地利用、土壤和坡度属性特征,以此划分了三峡库区綦江流域的源汇景观单元,构建了源汇景观单元的土壤侵蚀权重,并且运用洛伦兹曲线和源汇景观指数,分析了源汇景观单元的组成结构、土壤侵蚀权重和土壤侵蚀景观风险 3 个方面的源汇特征。研究结论如下 3 点:

(1)三峡库区綦江流域的源汇景观单元组成结构以水田和旱地源景观、林地汇景观占据优势为主,其次是居民点源景观和草地汇景观。

(2)以水文响应单元为主的源汇景观单元,其权重综合了组成水文响应单元的景观类型、土壤和坡度三方面在土壤侵蚀过程中的贡献,表现出源汇景观单元权重大的地区主要分布在中低山区向低丘缓坡区过渡的地带,坡度较大、土壤可蚀性较高,以及水田、旱地和居民点的源汇景观单元也较为集中分布。

(3)各子流域的景观空间负荷对比指数与平均土壤侵蚀模数具有显著正相相关系,因此基于源汇景观单元并赋予其权重的景观空间负荷对比指数能较好地反映流域内部土壤侵蚀规律,可作为流域土壤侵蚀风险评价的有效方法之一。由此,依据各子流域的源汇景观指数特征可将库区綦江流域划分为五大土壤侵蚀风险区,并为库区流域土壤侵蚀的防控与规划管理提供参考依据。

参考文献(References):

[1] Montgomery D R. Soil erosion and agricultural sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2007, 104(33): 13268-13272.

[2] Nunes A N, de Almeida A C, Coelho C O A. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. Applied Geography, 2011, 31(2): 687-699.

[3] Yao X L, Yu J S, Jiang H, Sun W C, Li Z J. Roles of soil erodibility, rainfall erosivity and land use in affecting soil erosion at the basin scale. Agricultural Water Management, 2016, 174: 82-92.

[4] 尹忠东, 左长清, 苟江涛, 贾俊姝. 川中紫色土区小流域土地利用与土壤流失关系. 水利学报, 2011, 42(3): 329-336.

[5] Haycock N E, Muscutt A D. Landscape management strategies for the control of diffuse pollution. Landscape and Urban Planning, 1995, 31(1/3): 313-321.

[6] Uuemaa E, Roosaare J, Mander ü. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments. Ecological Indicators, 2005, 5(4): 350-369.
[7] 陈利顶, 傅伯杰, 徐建英, 巩杰. 基于"源-汇"生态过程的景观格局识别方法——景观空间负荷对比指数. 生态学报, 2003, 23(11): 2406-2413.
[8] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. "源""汇"景观理论及其生态学意义. 生态学报, 2006, 26(5): 1444-1449.
[9] 陈利顶, 贾福岩, 汪亚峰. 黄土丘陵区坡面形态和植被组合的土壤侵蚀效应研究. 地理科学, 2015, 35(9): 1176-1182.
[10] Chen L D, Tian H Y, Fu B J, Zhao X F. Development of a new index for integrating landscape patterns with ecological processes at watershed scale. Chinese Geographical Science, 2009, 19(1): 37-45.
[11] 许申来, 周昊. 景观"源、汇"的动态特性及其量化方法. 水土保持研究, 2008, 15(6): 64-67, 71-71.
[12] 刘芳, 沈珍瑶, 刘瑞民. 基于"源—汇"生态过程的长江上游农业非点源污染. 生态学报, 2009, 29(6): 3271-3277.
[13] 孙然好, 陈利顶, 王伟, 王赵明. 基于"源""汇"景观格局指数的海河流域总氮流失评价. 环境科学, 2012, 33(6): 1784-1788.
[14] Jiang M Z, Chen H Y, Chen Q H. A method to analyze "source-sink" structure of non-point source pollution based on remote sensing technology. Environmental Pollution, 2013, 182: 135-140.
[15] Jiang M Z, Chen H Y, Chen Q H, Wu H Y. Study of landscape patterns of variation and optimization based on non-point source pollution control in an estuary. Marine Pollution Bulletin, 2014, 87(1/2): 88-97.
[16] 卢爱刚, 张镭, 索安宁. 基于水土流失的景观格局分析方法. 生态环境学报, 2010, 19(7): 1599-1604.
[17] Zhou Z X, Li J. The correlation analysis on the landscape pattern index and hydrological processes in the Yanhe watershed, China. Journal of Hydrology, 2015, 524: 417-426.
[18] 李崇巍, 胡婕, 王飒, 李璐. 流域"源—汇"景观格局变化及其对磷污染负荷的影响——以天津于桥水库流域为例. 生态学报, 2012, 32(8): 2430-2438.
[19] Wang J L, Shao J A, Wang D, Ni J P, Xie D T. Identification of the "source" and "sink" patterns influencing non-point source pollution in the Three Gorges Reservoir Area. Journal of Geographical Sciences, 2016, 26(10): 1431-1448.
[20] 李海防, 卫伟, 陈瑾, 李旭春, 张佰林. 基于"源""汇"景观指数的定西关川河流域土壤水蚀研究. 生态学报, 2013, 33(14): 4460-4467.
[21] 李晶, 周自翔. 延河流域景观格局与生态水文过程分析. 地理学报, 2014, 69(7): 933-944.
[22] 宁吉才, 刘高焕, 刘庆生, 谢传节. 水文响应单元空间离散化及 SWAT 模型改进. 水科学进展, 2012, 23(1): 14-20.
[23] Khan U, Tuteja N K, Sharma A. Delineating hydrologic response units in large upland catchments and its evaluation using soil moisture simulations. Environmental Modelling & Software, 2013, 46: 142-154.
[24] 陈利顶. 源汇景观格局分析及其应用. 北京: 科学出版社, 2016.
[25] Williams J R. The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: a case history. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 1990, 329(1255): 421-428.
[26] 赵新峰, 陈利顶, 杨丽蓉, 马岩, 张海萍, 施茜. 基于水流路径与景观单元相互作用的非点源污染模拟研究. 环境科学学报, 2010, 30(3): 621-630.
[27] 唐寅, 代数, 蒋光毅, 史东梅, 陈正发. 重庆市坡耕地植被覆盖与管理因子 C 值计算与分析. 水土保持学报, 2010, 24(6): 53-59.
[28] 王丹, 邵景安, 王金亮, 李阳兵, 倪九派, 高明, 谢德体. 近 20a 三峡库区泥沙输移比估算与吸附态氮磷污染负荷模拟. 农业工程学报, 2015, 31(15): 167-176.
[29] 吴昌广, 吕华丽, 周志翔, 肖文发, 王鹏程, 汪涛. 三峡库区土壤侵蚀空间分布特征. 中国水土保持科学, 2012, 10(3): 15-21.
[30] Jenks G F. The data model concept in statistical mapping. International Yearbook of Cartography, 1967, 7: 186-190.
[31] 熊繁, 邵景安. 不同土地利用情景下农村景观生态格局优化. 中国农业资源与区划, 2016, 37(2): 11-21.
[32] Douglas-Mankin K R, Srinivasan R, Arnold J G. Soil and water assessment tool (SWAT) model: current developments and applications. Transactions of the ASABE, 2010, 53(5): 1423-1431.
[33] Bryanta R B, Gburek W J, Veith T L, Hively W D. Perspectives on the potential for hydropedology to improve watershed modeling of phosphorus loss. Geoderma, 2006, 131(3/4): 299-307.
[34] Gassman P W, Reyes M R, Green C H, Arnold J G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. Transactions of the ASABE, 2007, 50(4): 1211-1250.